

**APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA REDUÇÃO DE
VOLUME DE LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO (ETE)**

Marina Danielle Antão

Orientador: Professor Dr. Paulo Belli Filho
Co-orientador: Engº Wanderli Rogério Moreira Leite

2011/01

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Marina Danielle Antão

**APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA REDUÇÃO
DE VOLUME DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE ESGOTO (ETE)**

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para a conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental – TCC II

Orientador
Professor Dr. Paulo Belli Filho
Co-orientador
Engº Wanderli Rogério Moreira Leite

Florianópolis

2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

**APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA REDUÇÃO
DE VOLUME DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE ESGOTO (ETE)**

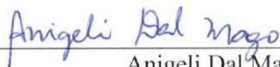
MARINA DANIELLE ANTÃO

Trabalho submetido à Banca Examinadora como
parte dos requisitos para Conclusão do Curso de
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental–
TCC II

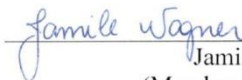
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Paulo Belli Filho
(Orientador)



Anigeli Dal Mago
(Membro da Banca)



Jamile Wagner
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS/SC
JULHO/2011

AGRADECIMENTOS

Ao professor Paulo Belli por aceitar ser meu orientador e por me dar a oportunidade de participar desta pesquisa e conhecer melhor o trabalho do LABEFLU. Foram meses de intenso aprendizado.

Ao Wanderli que dividiu seu conhecimento comigo e pacientemente dedicou seu tempo para tirar minhas dúvidas e me auxiliar neste trabalho. Seu apoio foi essencial.

Ao Christian e a Débora, pela dedicação a pesquisa e por terem sido ótimos colegas de trabalho. Muitas vezes tornaram os dias de análise no laboratório mais divertidos, até mesmo durante as férias de verão.

Agradeço a toda a minha família, especialmente aos meus pais, Maurício e Denize, que desde o início me incentivaram a buscar meus objetivos, me apoiando em todos os momentos. Agradeço pela confiança e o amor incondicional que depositaram em mim e pelo exemplo de perseverança e determinação que são. Obrigada por serem assim tão especiais.

Ao meu irmão André, que torce pelo meu sucesso, assim como eu torço para que ele atinja todos os seus objetivos sempre.

Ao meu namorado Bruno, que esteve ao meu lado durante todo esse percurso, presenciando cada nova etapa e me incentivando em cada uma delas. Foi simplesmente a parceria ideal em todos os momentos, especialmente nos momentos felizes.

E a Universidade Federal de Santa Catarina, pela formação profissional e pessoal que me proporcionou.

*“Se as coisas são inatingíveis... ora!
Não é motivo para não querê-las...
Que tristes os caminhos, se não fora
A presença distante das estrelas!”*

(Mario Quintana, 1948)

RESUMO

A geração de lodo em estações de tratamento de esgoto sanitário é um problema de ordem mundial. A disposição final deste resíduo representa até 60% dos custos operacionais das ETEs. Por esse motivo, a redução do volume de lodo torna-se um importante parâmetro a se considerar nos projetos para tratamento de esgotos. Além disso, devido à crescente preocupação com temas ambientais, o tratamento deste tipo de resíduo já é considerado imprescindível. Dentre as diversas formas de tratamento do lodo tem-se a digestão anaeróbia, que consiste na degradação da matéria orgânica na ausência de oxigênio molecular livre. Neste contexto, o presente trabalho analisou a redução do volume de lodo adensado produzido pela ETE tipo lodos ativados, a ETE Insular da CASAN, a partir da aplicação da digestão anaeróbia em condições mesofílicas (35°C). Para isso, foi instalado na ETE Insular um digestor anaeróbio piloto de volume operacional de 100L, operado em condições de temperatura mesofílicas. O desempenho do digestor foi avaliado em diferentes cargas orgânicas volumétricas (COV) que variaram de 0,5 a 4,5 kgSV/m³.d. Como resultado o digestor apresentou eficiências entre 14,3 e 66,5% de remoção de sólidos voláteis, o que refletiu em uma redução média de 42% da massa de sólidos a ser destinada ao descarte.

Palavras-chave: digestão anaeróbia, redução de volume de lodo, sólidos voláteis, biogás.

ABSTRACT

The amount of sludge generated in wastewater treatment plants (WWTP) is a worldwide problem. The disposal of this sludge represents up to 60% of operating costs of WWTP, therefore, the reduction in the volume of sludge becomes an important parameter to be considered in projects for sewage treatment. Moreover, due to increasing concern over environmental issues, the treatment of this kind of waste is already considered indispensable. Among many sludge-management options, there is the anaerobic digestion, which is the degradation of organic matter in the absence of free molecular oxygen. Regarding this context, this research sought to study the application of anaerobic digestion in a WWTP, using an anaerobic digester in mesophilic conditions (35 ° C). The performance of the digester was evaluated at different volumetric organic loads (VOCs) that ranged from 0.5 to 4.5 kgSV / m³. d. As a result the digester showed efficiencies between 14.3 and 66.5% of removal of volatile solids, which resulted in an average reduction of 42% of the mass of solids to be destined for disposal.

Keywords: Anaerobic digestion, volume reduction, volatile solids, biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Etapas geradoras de lodo em processos de tratamento de efluentes e características do lodo produzido.	5
Figura 2 - Etapas da conversão da matéria orgânica submetidas à digestão anaeróbia.	9
Figura 3 – Classes de microorganismos de acordo com a temperatura.....	13
Figura 4 - Distribuição dos sólidos do lodo segundo o tamanho e a fração orgânica.	16
Figura 5 - Variação do volume do lodo em função do seu teor de sólidos.	18
Figura 6 - Unidade piloto para digestão de lodo secundário adensado.	20
Figura 7 - Vista superior da ETE onde está localizado o digestor.	21
Figura 8 - Digestor anaeróbio objeto de estudo.	22
Figura 9 - Evolução das cargas de sólidos aplicadas no digestor e tempo de detenção hidráulica respectivo.....	24
Figura 10 - Sistema de alimentação do digestor.	25
Figura 11 - Localização da tubulação de alimentação e coleta e alturas de entrada e saída de lodo no digestor.	26
Figura 12 - Coleta de lodo adensado e digerido	26
Figura 13 - Laboratório de realização das análises	27
Figura 14 - Equipamentos utilizados nas análises de série de sólidos.	29
Figura 15 – Cadinhos para determinação de P2 – após passagem pela mufla a 550°C.....	29
Figura 16 - Comportamento dos sólidos totais e voláteis afluentes e efluentes no digestor de lodos ao longo do tempo de operação.	36
Figura 17 - Média de concentração de ST e remoção (%) atingida para cada COV aplicada.....	37
Figura 18 - Média de concentração de SV e remoção (%) atingida para cada COV aplicada.....	37
Figura 19 - Densidade dos sólidos afluentes e efluentes ao longo do tempo de operação.....	39
Figura 20 - Balanço de massa esquemático para a carga de 3,5kgSV/m ³ .d.	42
Figura 21 - Comparação entre lodo afluente e efluente.	43
Figura 22 - Vazão de biogás e metano produzidos no digestor de lodo ao longo do tempo de operação.	44
Figura 23 - Produção de biogás e CH ₄ em função dos SV destruídos para as cargas aplicadas.	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores usuais de COV e TDH para digestores anaeróbios de baixa e alta carga.....	17
Tabela 2 - Características do inóculo e do substrato utilizados para a partida do digestor.	23
Tabela 3 - Estratégias e condições operacionais para o digestor de lodo adensado.	24
Tabela 4 - Parâmetros laboratoriais analisados.....	27
Tabela 5 – Cargas médias de DQO e sólidos afluentes e efluentes	41
Tabela 6 - Balanço de massa para o digestor anaeróbio	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AOV	Ácidos orgânicos voláteis
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
COV	Carga orgânica volumétrica
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de esgotos
FAPESC	Fundação de Amparo a Pesquisa e Extensão em Santa Catarina
H ₂	Gás hidrogênio
H ₂ S	Gás sulfídrico
LABEFLU	Laboratório de efluentes líquidos e gasosos
LIMA	Laboratório integrado do meio ambiente
SDF	Sólidos dissolvidos fixos
SDV	Sólidos dissolvidos voláteis
SF	Sólidos fixos
SSF	Sólidos suspensos fixos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólidos
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	OBJETIVOS	3
1.1.1	<i>Objetivo Geral</i>	<i>3</i>
1.1.2	<i>Objetivos Específicos</i>	<i>3</i>
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1	LODO DE ESGOTO SANITÁRIO	4
2.2	TRATAMENTO DE LODO DE ETE	6
2.2.1	<i>Adensamento</i>	<i>6</i>
2.2.2	<i>Estabilização.....</i>	<i>6</i>
2.2.3	<i>Condicionamento</i>	<i>7</i>
2.2.4	<i>Desidratação</i>	<i>7</i>
2.2.5	<i>Desinfecção</i>	<i>7</i>
2.2.6	<i>Disposição final</i>	<i>7</i>
2.3	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODOS	8
2.3.1	<i>Ciclo – metabolismo anaeróbio</i>	<i>8</i>
2.3.2	<i>Requisitos ambientais</i>	<i>11</i>
2.3.3	<i>Tecnologia Anaeróbia.....</i>	<i>15</i>
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
3.1	OBJETO DE ESTUDO	20
3.2	SISTEMA DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO ADENSADO	21
3.3	OPERAÇÃO DO SISTEMA	22
3.3.1	<i>Partida do digestor.....</i>	<i>22</i>
3.3.2	<i>Carga orgânica volumétrica aplicada (COV) e processo de alimentação.....</i>	<i>23</i>
3.3.3	<i>Coleta de amostras.....</i>	<i>25</i>
3.4	MÉTODOS ANALÍTICOS	27
3.4.1	<i>Descrição do procedimento de análise de sólidos</i>	<i>27</i>
3.5	CÁLCULOS REALIZADOS	29
3.5.1	<i>Concentração de sólidos totais (ST).....</i>	<i>29</i>
3.5.2	<i>Concentração de sólidos fixos (SF)</i>	<i>30</i>
3.5.3	<i>Concentração de sólidos voláteis (SV)</i>	<i>30</i>
3.5.4	<i>Determinação da carga orgânica volumétrica (COV).....</i>	<i>30</i>
3.5.5	<i>Determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH).....</i>	<i>30</i>
3.5.6	<i>Eficiência de remoção de ST, SV e SF.....</i>	<i>31</i>
3.5.7	<i>Determinação da massa de ST, SV e SF.....</i>	<i>31</i>
3.5.8	<i>Determinação porcentagem de massa removida</i>	<i>31</i>

3.5.9	<i>Equações utilizadas para o balanço de massa</i>	32
3.5.10	<i>Concentração de sólidos secos (%)</i>	33
3.5.11	<i>Densidade de sólidos</i>	34
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	35
4.1	REDUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS	35
4.1.1	<i>Densidade de sólidos</i>	38
4.2	BALANÇO DE MASSA PARA O DIGESTOR	40
4.3	REDUÇÃO DO VOLUME DE LODO	42
4.4	PRODUÇÃO DE BIOGÁS	43
5	CONCLUSÕES	46
6	RECOMENDAÇÕES	48

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto sanitário tem por finalidade retornar para o meio ambiente um efluente dentro dos padrões de emissões permitidos pela legislação. Como resultado dos processos físicos, químicos e biológicos aplicados no tratamento ocorre a produção de resíduo chamado lodo de esgoto sanitário (APPELS *et al.*, 2008).

O objetivo dos sistemas de tratamento de esgoto é concentrar no lodo as impurezas e o material potencialmente poluidor dos esgotos (ANDREOLI *et al.*, 1999). Portanto o lodo de esgoto possui elevada concentração de sólidos instáveis que resultam em sérios problemas de gestão e disposição final para o setor de saneamento das cidades.

No Brasil, a maior parte do lodo produzido é disposta em aterros sanitários e lixões, convertendo um problema de poluição de água em um problema de disposição de resíduos, com altos custos para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), para a sociedade e também para o meio ambiente (LEITE *et al.*, 2003).

Para reduzir este problema, podem-se empregar nas ETEs processos de estabilização de lodo, objetivando a sua mineralização e tornando-o menos putrescível, minimizando ou eliminando odores e microorganismos patogênicos ao homem.

Entre as diversas tecnologias aplicadas com a finalidade de estabilizar o lodo apresenta-se a digestão anaeróbia, uma alternativa ambientalmente correta e economicamente viável, que auxilia na redução de volume de lodo, com a possibilidade de produção de biogás para fins de valorização energética (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

O tratamento biológico do lodo por digestão anaeróbia é a tecnologia mais antiga e amplamente utilizada neste sentido. Consiste na decomposição da matéria orgânica por microorganismos na ausência de oxigênio, condições estas atingidas no interior de um digestor (METCALF & EDDY, 2003).

Este estudo tem o objetivo de analisar a aplicação da digestão anaeróbia a temperatura de 35°C, do lodo adensado produzido pela ETE Insular da Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN) e faz parte do projeto: Estudos sobre Gerenciamento de Lodos Produzidos na Estação de Tratamento de Esgotos Insular – CASAN, através de seu subprojeto II – Digestão Anaeróbia de Lodo Adensado da ETE Insular/CASAN, em conjunto com o Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) - UFSC. Tal pesquisa é incentivada por meio da parceria entre CASAN, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e

Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão em Santa Catarina (FAPESC).

Neste sentido, foi instalado na ETE um digestor piloto que foi monitorado para a avaliação da eficiência atingida no tratamento. As análises foram feitas tanto com o lodo adensado gerado pela estação, quanto com o efluente gerado pelo digestor, após o tratamento anaeróbio, com a finalidade de se obter dados para a avaliação do desempenho alcançado, em termos de redução de sólidos voláteis.

Os resultados alcançados serão de extrema importância para a ETE, pois contribuirão na avaliação do desempenho do digestor anaeróbio piloto em reduzir a quantidade de sólidos do lodo produzido na referida estação.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar a redução do volume de lodo adensado produzido pela ETE Insular da CASAN, a partir da aplicação da digestão anaeróbia em condições mesofílicas (35°C).

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade do lodo adensado afluente e efluente ao digestor em função da concentração de sólidos;
- Estimar a redução da concentração de sólidos totais e voláteis do lodo bruto em diferentes cargas orgânicas aplicadas;
- Estabelecer o balanço de massa no digestor piloto para as diferentes cargas orgânicas aplicadas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 LODO DE ESGOTO SANITÁRIO

Os resíduos sólidos orgânicos compreendem grande parte dos resíduos sólidos urbanos e dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, além de lodos de estações de tratamento de esgoto doméstico e alguns tipos de resíduos industriais (LEITE *et al.*, 2003). Dos componentes removidos em tratamento de esgotos, sólidos e lodos são os maiores em volume, e seu tratamento, reutilização e eliminação talvez representem o problema mais complexo enfrentado no momento pela engenharia na área de tratamento de águas residuárias (METCALF & EDDY, 2003).

A gestão do resíduo sólido orgânico é bastante complexa e representa de 20% a 60% dos custos operacionais de uma ETE (ANDREOLI, 2001). Para o autor, o planejamento e a execução do destino final têm sido frequentemente negligenciados nos países em desenvolvimento, inclusive no Brasil. O destino final do lodo é, portanto, uma atividade de grande importância e complexidade, pois ultrapassa os limites das estações de tratamento e exige a participação de outros setores da sociedade.

Pela própria forma como é originado, o lodo é o concentrador dos nutrientes, da matéria orgânica, dos metais pesados, dos organismos e de outros elementos que são retirados do esgoto sanitário no seu processo de tratamento (ANDREOLI *et al.*, 1999).

De acordo com Amuda *et al.* (2008), lodo de esgoto pode ser descrito como uma mistura complexa de materiais suspensos e dissolvidos, inorgânicos e orgânicos; é ainda um meio heterogêneo composto em grande parte de água (> 90%) e sólidos (<10%). Para a United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2006), lodos de esgotos são sólidos, semi-sólidos ou resíduos líquidos gerados pelos processos de estações de tratamento de esgotos. Inclui sólidos removidos em processos de tratamento primário, secundário ou avançado de águas residuárias.

Por recomendação da USEPA, Shammas & Wang (2008) sugerem que o termo *biossólido* seja utilizado para denominar o lodo de esgoto já estabilizado, pois é rico em nutrientes (como nitrogênio e fósforo) e valiosos micronutrientes, tornando-se um material qualificado para uso em aplicações agrícolas, sendo *lodo de esgoto* o termo usado para se referir aos sólidos orgânicos não tratados.

A conversão de lodos em biossólidos é basicamente realizado por meios físicos através da remoção de substancial volume de água, e

biologicamente através da eliminação ou incapacitação de patógenos e degradação da matéria orgânica (AMUDA *et al.*, 2008).

As fontes de sólidos em uma ETE variam de acordo com o tipo de tratamento aplicado e do seu de funcionamento (METCALF & EDDY, 2003). De acordo com Shammass and Wang (2007), os lodos gerados por ETEs podem ser do tipo primário, secundário ou químico. Lodos primários são facilmente sedimentados por gravidade, em um decantador primário. Em comparação com os lodos químico e biológico, lodos primários possuem baixos requisitos de condicionamento e podem ser rapidamente desidratados mecanicamente.

Lodo secundário, também conhecido como lodo biológico, é produzido por processos de tratamento biológico, tais como lodos ativados, reatores de membrana e filtros biológicos. É mais difícil de adensar do que o lodo primário por causa dos flocos biológicos que o constituem (TUROVSKIY & MATHAI, 2006).

Para Cassini (2003), lodo secundário ou biológico excedente compreende a biomassa de microorganismos aeróbios gerada às custas da remoção da matéria orgânica (alimento) dos esgotos. Essa biomassa está em constante crescimento, em virtude da entrada contínua de matéria orgânica nos reatores biológicos.

A Figura 1 apresenta esquematicamente as etapas onde são gerados os lodos em ETEs.

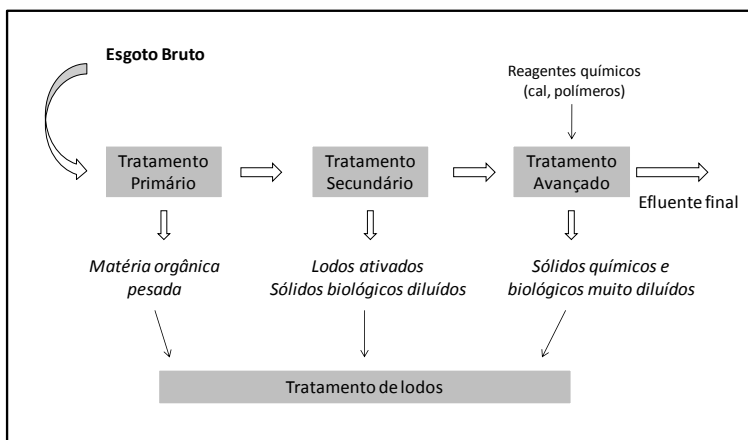


Figura 1 – Etapas geradoras de lodo em processos de tratamento de efluentes e características do lodo produzido.

Fonte: Adaptado de AMUDA *et al.*, 2008.

2.2 TRATAMENTO DE LODO DE ETE

O correto manuseio e a eliminação do lodo de ETE são atividades importantes, sobretudo com a atual tendência de aumento na geração desse subproduto (METCALF & EDDY 2003). De acordo com os autores para se obter um bom desempenho no tratamento e disposição dos lodos produzidos em estações de tratamento, é importante que se conheça as características dos sólidos que serão processados. Portanto, a gestão e tratamento sustentável dos lodos dependem do controle da quantidade, qualidade e características dos mesmos.

Um dos objetivos finais do tratamento é converter o lodo em biosólidos, com operações simplificadas que tenham bom custo benefício e sejam ambientalmente seguras (AMUDA *et. al*, 2008). Segundo Andreoli *et al.* (2001) as principais etapas do gerenciamento do lodo são: adensamento, estabilização, condicionamento, desidratação ou desaguamento, higienização ou desinfecção e disposição final.

2.2.1 Adensamento

O objetivo do adensamento é aumentar a concentração e reduzir o volume de lodos através da remoção de uma porção da água, reduzindo desta forma os custos de etapas subseqüentes e aumentando a eficiência dos tratamentos que seguem como a estabilização, desidratação e secagem (TUROVSKIY & MATHAI, 2006). Em geral, existem dois tipos básicos de adensamento: por gravidade e por flotação.

2.2.2 Estabilização

De acordo com Turovskiy e Mathai (2006), a estabilização de lodo de esgoto tem a finalidade de eliminar o potencial de putrefação, inibindo ou reduzindo odores e patógenos e, portanto, convertendo-o em um produto estável para uso ou eliminação. Além disso, esse processo também é focado na redução de atração de vetores. Vários métodos de estabilização estão disponíveis, incluindo estabilização alcalina, digestão anaeróbia, digestão aeróbia, compostagem e secagem térmica. A seleção do método depende do nível de tratamento de lodo de esgoto e as características exigidas (KAJITVICHYANUKUL *et al.*, 2008)

2.2.3 Condicionamento

No condicionamento são adicionados produtos químicos tais como a cal, o cloreto férrico ou polieletrólitos, visando facilitar a separação líquido-sólido, resultando em um acréscimo bastante significativo na redução do volume do lodo (JORDÃO & PESSOA, 2009). É uma etapa considerada essencial, principalmente quando a desidratação ocorre por processos mecanizados.

2.2.4 Desidratação

A desidratação de lodo é uma operação unitária que reduz o volume do lodo em excesso por meio da redução de seu teor de umidade. A capacidade de desidratação varia com o tipo de lodo. Um lodo ativado, por exemplo, é mais difícil de ser desaguado do que um lodo primário digerido anaeróbicamente. Essa variação na capacidade de desidratação está diretamente ligada ao tipo de sólido e à forma pela qual a água está ligada às partículas do lodo (ANDREOLI *et al.*, 2001).

2.2.5 Desinfecção

Desinfecção ou higienização é a destruição ou inativação de organismos patogênicos, com finalidade de enquadrá-lo nos padrões permitidos para aproveitamento de lodos em sistemas agrícolas. É realizada principalmente para minimizar as preocupações de saúde pública (USEPA, 1979). Pode-se realizar desinfecção através de calor, por irradiação ou com adição de produtos químicos como cloro e a cal.

2.2.6 Disposição final

Segundo Jordão & Pessoa (2009), as formas de disposição final do lodo são: aterros sanitários, incineração, uso agrícola, restauração de terras, reuso industrial e lançamento no oceano. A deposição em aterro, no entanto, está se tornando cada vez mais difícil em consequência da reduzida disponibilidade de terras, aumentando os custos de disposição. Ainda gera problemas por oposição pública e preocupações com emissão de lixiviados e gases de efeito estufa (USEPA, 1994).

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODOS

De acordo Amuda *et al.* (2008), a digestão anaeróbia é historicamente uma das mais antigas formas de tratamento biológico de águas residuárias que ainda está em uso, e pode ser realizado em sistema de batelada ou processo contínuo.

Segundo Madsen *et al.* (2011) a digestão anaeróbia pode ser definida como um processo microbiológico no qual o carbono orgânico presente em biopolímeros e outros compostos degradáveis é convertido para a sua forma mais reduzida (metano) e sua forma mais oxidada (dióxido de carbono) na ausência de oxigênio (anaerobiose).

Para Taricska *et al.* (2009) a digestão anaeróbia refere-se à decomposição anaeróbia da matéria orgânica, resultando em gaseificação parcial, liquefação e mineralização. Os autores citam que os benefícios a serem obtidos com esse tratamento são: a redução do teor de matéria orgânica do substrato, melhoria da desidratabilidade, destruição de parte dos patógenos, geração de subprodutos potencialmente valiosos (metano e biossólidos) e redução de volume.

2.3.1 Ciclo – metabolismo anaeróbio

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais e que dependem da atividade de vários grupos de bactérias, tendo cada um deles suas próprias condições ótimas de trabalho (CHERNICHARO, 2007; APPELS *et al.*, 2008). Estes grupos de bactérias são sensíveis e, possivelmente, inibidos por vários parâmetros do processo tais como pH, alcalinidade, concentração de amônia livre, hidrogênio, sódio, potássio, metais pesados, ácidos graxos voláteis e outros (APPELS *et al.*, 2008).

O processo de estabilização anaeróbia pode ser dividido em fases distintas, em função da natureza dos microrganismos atuantes e do tipo de processamento do substrato. Tais etapas serão designadas por: hidrólise, acetogênese, acidogênese, metanogênese e sulfetogênese, e podem ser visualizadas na Figura 2.

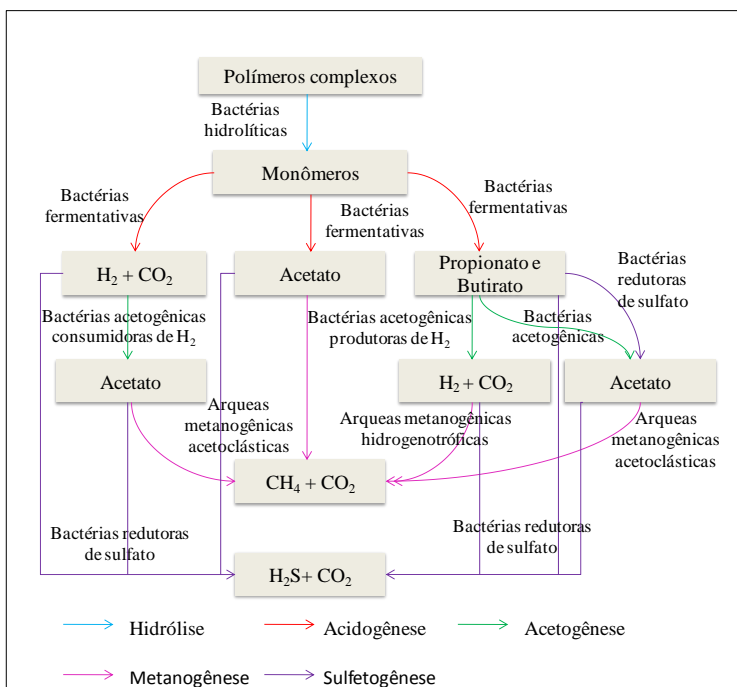


Figura 2 - Etapas da conversão da matéria orgânica submetida à digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de KHANAL, 2008; CHERNICHARO, 2007.

2.3.1.1 Hidrólise

A hidrólise é primeira fase da digestão anaeróbia, onde compostos orgânicos complexos, tais como proteínas, carboidratos e lipídios são transformados em simples produtos solúveis, tais como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos e glicerina, pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas (TUROVSKIY & MATHAI, 2006; KHANAL, 2008).

Os microrganismos envolvidos nos passos metabólicos da digestão anaeróbia não conseguem utilizar diretamente substratos na forma de compostos complexos, pois estes têm dimensões que não permitem a passagem através da membrana celular (PIRES, 2007). Um exemplo de um composto insolúvel que sofre hidrólise em um digestor anaeróbio é a celulose (GERARDI, 2003).

Portanto a hidrólise é reconhecida como uma etapa limitante no complexo processo de digestão anaeróbia (APPELS *et al.*, 2008). Segun-

do Khanal (2008), se esta primeira fase for inibida, em seguida, os substratos para as próximas fases da digestão anaeróbia serão limitados, afetando a produção de metano.

2.3.1.2 Acidogênese

Na acidogênese ocorre a geração de ácidos orgânicos voláteis (AOV), como os ácidos propiônico e butírico. Estes AOVs juntamente com o etanol são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono por outro grupo de bactérias, conhecidas como bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio. Vários ácidos são produzidos durante a acidogênese, mas o acetato é o primeiro substrato usado para a produção de metano em um digestor anaeróbico (KHANAL, 2008).

Em um sistema de digestão anaeróbia, a acidogênese e a metanogênese estão em equilíbrio dinâmico, ou seja, os ácidos voláteis e hidrogênio são convertidos em metano e dióxido de carbono na mesma taxa em que foram formados (TUROVSKIY & MATHAI, 2006).

2.3.1.3 Acetogênese

A terceira etapa da digestão anaeróbia é a acetogênese, onde compostos orgânicos intermediários produzidos na acidogênese são oxidados por bactérias acetogênicas para produzir principalmente o acetato, CO_2 e H_2 , tornando-os apropriados para os microorganismos metanogênicos, fazendo assim parte de um grupo metabólico intermediário. Esta conversão é controlada em grande parte pela pressão parcial de H_2 da mistura. (APPELS *et al.*, 2008; CHERNICHARO, 2007).

2.3.1.4 Metanogênese

A metanogênese é considerada a etapa mais importante e sensível na digestão anaeróbia, onde o metano (CH_4) é formado principalmente a partir de acetato, dióxido de carbono (CO_2) e gás hidrogênio (H_2). Algum metano extra é produzido na conversão do dióxido de carbono e hidrogênio produzidos na acetogênese. Enquanto a taxa de degradação de bactérias acetogênicas na etapa anterior e das metanogênicas forem praticamente as mesmas, a atividade metabólica do estágio metanogênico é garantido (GERARDI, 2003).

A manutenção do equilíbrio está relacionada à natureza do afluente e a intensidade e disponibilidade de hidrogênio, pois este deve ser continuamente removido do meio para assegurar que a produção de acetato não

seja interrompida ou diminua drasticamente. Essa condição é essencial para que a fermentação metanogênica prevaleça, sendo H_2 e acetato, os compostos mais importantes no processo, responsáveis por cerca de 70% do gás metano gerado em reatores anaeróbios (CASSINI, 2003). De acordo com Gerardi (2003), ácidos, álcoois, e compostos de nitrogênio orgânicos que não são degradados por bactérias formadoras de metano acumulam-se no sobrenadante do digestor, sendo este acúmulo o responsável pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do efluente.

2.3.1.5 Sulfetogênese

Chernicharo (2007) descreve a sulfetogênese como o processo no qual sulfato, sulfeto, e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de bactérias sulfatoredutoras. A sulfetogênese é um problema potencial no tratamento anaeróbio, pois leva a formação de ácido sulfídrico (H_2S), que pode resultar em problemas de corrosão, liberação de maus odores e toxicidade do meio, e como consequência não se teria a produção de metano, desperdiçando o potencial energético que poderia ser aproveitado dentro ou fora da ETE. O autor também menciona que a sulfetogênese depende da concentração de sulfato no meio, composto este que define qual o processo predominante na utilização do acetato e hidrogênio.

Na presença de sulfato, muitos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias sulfatoredutoras provocando uma alteração nas rotas metabólicas no digestor, acarretando em competição entre as bactérias fermentativas acetogênicas e metanogênicas, pelos substratos disponíveis. Mizuno *et al.* (1997) mencionam que o tratamento anaeróbio, especialmente a etapa final da metanogênese, pode ser significativamente influenciada pelo sulfeto produzidos a partir de redução do sulfato. Em particular, uma alta concentração de sulfeto de hidrogênio livre pode levar à inibição da metanogênese e eventualmente falha no processo anaeróbio.

2.3.2 Requisitos ambientais

As condições ambientais prevalecentes em um digestor anaeróbio dependem das condições impostas no processo, como a carga orgânica volumétrica por exemplo. Geralmente estas condições impostas são determinadas pelas características das águas residuárias, bem como requisitos ambientais adotados (LETTINGA, 1995).

A digestão anaeróbia é altamente suscetível aos requisitos ambientais, como condições químicas e físicas, que proporcionam a seleção dos

organismos mais adaptados com o ambiente, portanto, o sucesso do processo depende do balanço delicado do sistema ecológico (CHERNICHARO, 2007). Khanal (2008) destaca que os microrganismos metanogênicos são particularmente vulneráveis a mudanças nas condições ambientais, por esse motivo, muitos pesquisadores avaliam o desempenho de um sistema anaeróbio com base na sua taxa de produção de metano, sendo assim, a metanogênese é considerada um passo limitante no tratamento anaeróbio de afluentes.

2.3.2.1 Temperatura

Dos fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes na seleção das espécies. Os microorganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna, dessa forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa.

A taxa de crescimento específica máxima da população microbiana cresce com o aumento da temperatura, portanto, se o digestor for operado próximo a temperatura ótima pode-se conseguir uma considerável redução no seu volume (CHERNICHARO, 2007).

Atualmente, dois intervalos de temperatura têm sido investigados e utilizados para a digestão de lodo: a digestão mesofílica, com temperaturas variando entre 30 a 37°C, é a mais empregada com a maioria das instalações funcionando a cerca de 35°C e a digestão termofílica, em temperaturas que variam de 48 a 57°C, que tem sido usada em uma escala limitada (TARICKSKA *et al.*, 2009).

A digestão a elevadas temperaturas na faixa termofílica é mais eficiente em termos de reações biológicas. No entanto, quando os requisitos adicionais de calor necessários para operar nas temperaturas mais elevadas são considerados, raramente é rentável operar no intervalo termofílicos (TUROVSKIY & MATHAI, 2006). Os autores salientam a importância de se manter uma temperatura estável no digestor, pois oscilações bruscas e/ou frequentes na temperatura afetam as bactérias, especialmente as metanogênicas. Falhas no processo podem ocorrer em mudanças de temperatura superiores a 1°C/dia; e mudanças na temperatura de mais de 0,6°C/dia devem ser evitadas. Na Figura 3 apresentam-se as faixas de temperatura em que atuam os microorganismos.

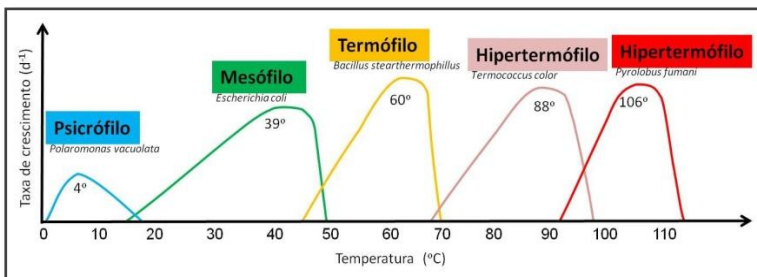


Figura 3 – Classes de microrganismos de acordo com a temperatura.

Fonte: Adaptado de Madigan *et al.* (1996).

2.3.2.2 Nutrientes

Os esgotos sanitários geralmente apresentam todos os tipos necessários de nutrientes em concentrações adequadas, tornando-se, dessa forma, o ambiente ideal para o crescimento sem limitações das bactérias que participam do processo de digestão anaeróbia. São os seguintes nutrientes, em ordem decrescente de importância, necessários a estimulação nutricional de microrganismos metanogênicos: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B₁₂ (CHERNICHARO, 2007).

Como todas as operações bioquímicas, tanto macronutrientes (nitrogênio e fósforo) quanto micronutrientes (minerais) são necessários para os processos anaeróbios para suporte a síntese de nova biomassa. Como regra geral, presume-se que cerca de 10% da matéria orgânica, em termos de demanda química de oxigênio (DQO) retirada, ou seja, 0,10 kg sólidos suspensos voláteis (SSV/kg DQO removida) durante um processo anaeróbio sejam utilizados para a síntese de biomassa, o que pode ser utilizado para calcular as necessidades de nitrogênio e fósforo (KHANAL, 2008).

2.3.2.3 Tempo de detenção hidráulica e tempo de retenção de sólidos

O fator mais importante no dimensionamento do digestor anaeróbio é o tempo que as bactérias necessitam para se reproduzir e metabolizar os sólidos voláteis. Os parâmetros chave no fornecimento deste tempo são o tempo de retenção de sólidos (TRS), que é o tempo médio que os sólidos ficam retidos no digestor, e o tempo de detenção hidráulica (TDH), que é o tempo médio que o lodo líquido permanece no digestor. Eles podem ser definidos operacionalmente da seguinte forma:

- TRS, em dias, é igual a massa de sólidos no digestor (kg) dividido pela massa de sólidos retirados por dia (kg/d).

- TRH, em dias, é igual ao volume de lodo no digestor (m^3), dividido pelo volume de lodo digerido retirado por dia (m^3/d) (TUROVSKIY & MATHAI, 2006).

Para os sistemas de digestão contínuos, o TRH pode ser calculado com base tanto na taxa de alimentação de lodo ou na taxa de remoção. Para tal sistema, o TRS e o TDH são iguais. Por isso, um TRS mínimo é essencial para garantir que as bactérias sejam produzidas na mesma taxa em que são retiradas diariamente. Cálculos baseados em cinética do processo apontam para um TRS crítico de 4,2 dias para a digestão anaeróbia de lodo de esgoto a 35°C (TUROVSKIY & MATHAI, 2006).

2.3.2.4 pH e alcalinidade

Cada grupo de microrganismos tem um intervalo diferente de pH ótimo. Arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis ao pH com valores ótimos entre 6,5 e 7,2. Os microrganismos fermentativos são menos sensíveis e pode funcionar em uma ampla faixa de pH, entre 4,0 e 8,5. Ácidos orgânicos voláteis produzidos durante digestão anaeróbia tendem a reduzir o pH. Esta redução é normalmente combatida através da atividade das bactérias metanogênicas, que produzem também alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato. O pH do sistema é controlado pela concentração de CO_2 na fase gasosa e a alcalinidade da fase líquida. Se a concentração de CO_2 na fase de gás permanece constante, a possível adição de alcalinidade pode aumentar o pH no digestor (BOE, 2006; APPELS *et al.*, 2008)

2.3.2.5 Potencial redox (Eh)

Para a maioria das bactérias anaeróbias crescer, a ausência de oxigênio molecular livre e um baixo potencial redox (Eh) são obrigatórios. Bactérias formadoras de metano só crescem no lodo de digestor anaeróbio com um potencial redox entre -200 a -350 mV (GERARDI, 2003).

2.3.2.6 Mistura e agitação

Segundo Gerardi (2003), a mistura ou agitação no interior do digestor melhora o processo de digestão pois causa a distribuição de bactérias, substrato e nutrientes ao longo do sistema, além de proporcionar a equalização da temperatura. Esta mistura pode ser realizada através de métodos mecânicos ou de recirculação dos gases. Segundo Taricska *et al.* (2009), a boa mistura impede, ou pelo menos reduz significativamente, a formação da camada de espuma, que resulta em maior volume disponível do digestor para a estabilização do lodo.

2.3.2.7 Toxicidade

A respeito da toxicidade, Lettinga (1995) menciona que organismos anaeróbios, particularmente os metanogênicos, são bastante suscetíveis a uma grande variedade de componentes. Os microrganismos anaeróbios são inibidos por substâncias presentes no fluxo afluente de lodo como amônia, metais pesados, compostos halogenados e cianeto, e pelos subprodutos metabólicos de microrganismos como amônia, sulfeto, e os ácidos orgânicos voláteis (KHANAL, 2008).

Chernicharo (2007) esclarece que qualquer composto, quando presente em concentrações suficientemente elevadas, pode ser tóxico. O autor cita a toxicidade por sais, amônia, e sulfeto, como as mais expressivas na inibição do processo de digestão anaeróbia.

2.3.3 Tecnologia Anaeróbia

Pesquisas têm progredido no entendimento e controle do processo da digestão anaeróbia, bem como no dimensionamento de digestores e na elaboração e aplicação dos equipamentos. Por causa da ênfase dada nos tempos de hoje à conservação e recuperação de energia e à necessidade de obtenção de uso benéfico do bio-sólido de águas residuárias, a digestão anaeróbia continua a ser o processo dominante para a estabilização do lodo (METCALF & EDDY 2003).

A digestão anaeróbia tem sido bastante utilizada para estabilizar resíduos orgânicos antes de sua disposição final. Entre os benefícios a serem obtidos com esse tratamento estão:

- A redução do teor de matéria orgânica do lodo;
- Melhoria na desidratabilidade do lodo;
- Destruição de patógenos;

- Geração de um subproduto potencialmente valioso (metano);
- Redução de volume (TARICKSKA *et al*, 2009).

Estudos vêm sendo desenvolvidos no intuito de comparar o desempenho de digestores anaeróbios em escala laboratorial e escala real. Bouallagui *et al.* (2010) fizeram esta comparação e concluíram que a digestão em escala laboratorial foi muito próxima às condições reais, servindo, portanto, para prever a capacidade de digestão em escala real.

2.3.3.1 Sólidos voláteis

O material que pode ser volatilizado e queimado quando inflamado a $500 \pm 50^\circ\text{C}$ é classificado como volátil. Em geral, sólidos voláteis (SV) são considerados matéria orgânica. Já os sólidos fixos (SF) constituem o resíduo resultante desta queima a 500°C (METCALF & EDDY, 2003).

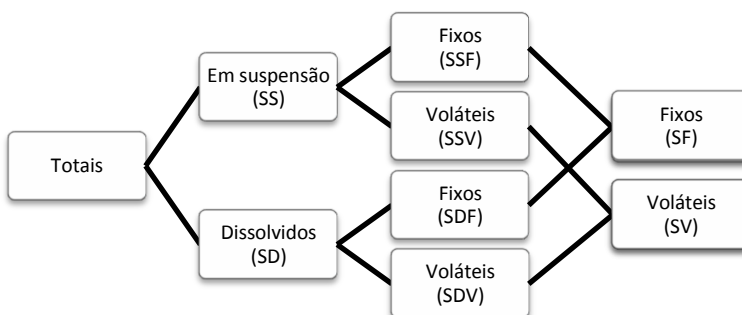


Figura 4 - Distribuição dos sólidos do lodo segundo o tamanho e a fração orgânica.

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Gonçalves, (2001).

Segundo Andreoli (2001), a relação entre os sólidos voláteis e os sólidos totais dá uma boa indicação da fração orgânica dos sólidos do lodo, bem como o seu nível de digestão.

2.3.3.2 Biodegradação da fração orgânica de lodos

O processo de digestão remove somente os sólidos orgânicos biodegradáveis do lodo. Portanto, pode-se dizer que há apenas remoção ou destruição dos sólidos voláteis (SV) e que a quantidade de sólidos fixos (SF) permanece inalterada (ANDREOLI, 2001).

A redução de sólidos voláteis é frequentemente utilizada para medir o desempenho dos processos de digestão anaeróbia. O teor de sólidos voláteis (SV) é usado como um indicador da quantidade de matéria orgânica contida em um lodo. Assim, a destruição de SV alcançada no processo de estabilização de lodo pode ser usada para medir a sua eficiência na estabilização (DE LA RUBIA *et al*, 2005).

Turovskiy & Mathai (2006) também citam que a medida comum do grau de estabilização de um lodo é a porcentagem de sólidos voláteis destruído. Em digestores anaeróbios de alta taxa, a redução de sólidos voláteis geralmente varia de 50 a 65% e depende tanto das características do lodo, quanto dos parâmetros de funcionamento da digestão do sistema.

Como a digestão anaeróbia é um processo de tratamento biológico, os parâmetros de carga são mais significativos se forem expressas em termos de cargas orgânicas. Em relação aos lodos, as cargas são baseadas em sólidos voláteis (SV), convencionalmente expressa em um digestor em kg de SV por dia e por metro cúbico de volume de digestor (kgSV/m³.d). A estabilidade do processo anaeróbio e a taxa de produção de gás são dependentes desta carga orgânica volumétrica (TARICSKA *et al*, 2009). A Tabela 1 traz as faixas de valores usuais para sistemas de baixa e alta carga.

Tabela 1 - Valores usuais de COV e TDH para digestores anaeróbios de baixa e alta carga

Parâmetros	Faixa de valores*	
	Baixa carga	Alta carga
Carga de sólidos (kgSSV.m ³ /d)	0,6 a 1,6	1,6 a 3,2
Tempo de detenção hidráulico	30 a 60	15 a 20

*Para digestores operando na faixa mesófila de temperatura

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY, 2003.

A digestão anaeróbia pode promover redução da concentração de sólidos voláteis na faixa de 35% a 60%, dependendo da natureza do lodo de esgoto e das condições de operação do sistema (TSUTIYA *et al*, 2001).

2.3.3.3 Redução do volume

O volume de lodo é efetivamente reduzido por meio de digestão anaeróbia (MADSEN *et al*, 2011). Segundo Nges & Liu (2010) e De La Rubia *et al*. (2005) a principal vantagem da digestão anaeróbia é a redução de 30-50% do volume requerido para a disposição final.

O teor de sólidos é o fator mais importante relativo ao volume de lodo e à disposição final do mesmo. Pode-se observar, pela curva da Figura 5, a variação do volume ocupado por uma amostra de lodo em função do seu teor de sólidos. Isto é, quando o teor de sólidos é muito baixo, uma pequena variação deste teor implica em brutal diminuição do volume total. Uma elevação do teor de sólidos de 1% para 2,0 – 2,5% implica em redução de aproximadamente 50% do volume a ser disposto (ANDREOLI *et al*, 1999).

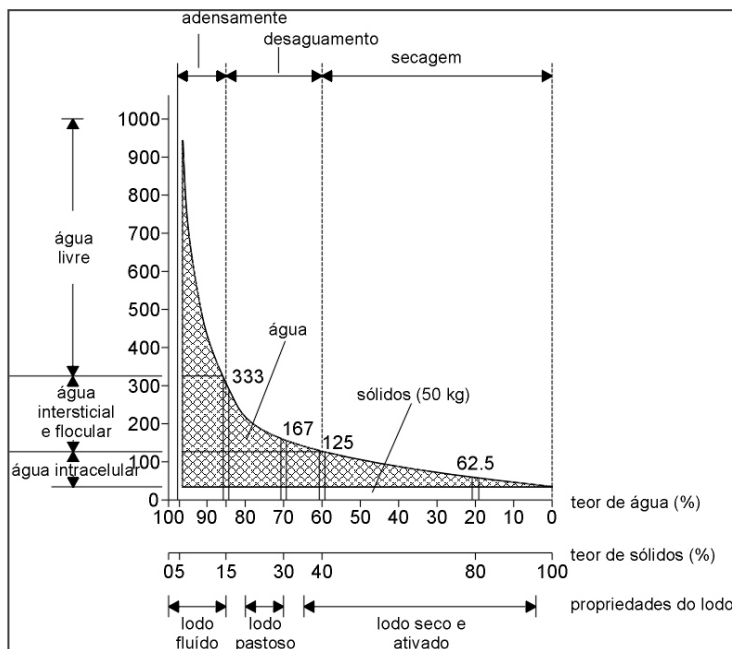


Figura 5 - Variação do volume do lodo em função do seu teor de sólidos.

Fonte: ANDREOLI *et al*. (1999).

2.3.3.4 Produção de biogás

A digestão anaeróbia é utilizada para estabilizar o lodo de esgoto e converter parte dos compostos voláteis em biogás (RULKENS, 2008), ou seja, a geração de gases do digestor é um resultado direto da destruição dos sólidos voláteis (TUROVSKIY & MATHAI, 2006).

Para Ferrer *et al.* (2010), a produção de biogás nos digestores anaeróbios, depende da quantidade de matéria orgânica biodegradada anaerobicamente. Portanto, depende tanto da composição do substrato, quanto da presença e dos microorganismos anaeróbios no reator.

Verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida em metano (cerca de 50 a 70%), o qual é removido da fase líquida e sai do reator na forma gasosa (CHERNICHARO, 2007). Já Turovskiy & Mathai (2006) considera que um processo de digestão anaeróbia adequado produz biogás com cerca de 65-75% de metano, 30 a 35% de dióxido de carbono e níveis de nitrogênio, hidrogênio e gás sulfídrico muito baixos.

Do ponto de vista energético, a utilização de reatores anaeróbios resulta em disponibilidade de energia considerável na estação de tratamento em decorrência da produção de biogás. O biogás será mais energético quanto maior for seu teor de metano (CASSINI, 2003). Além disso, a produção potencial de quantidades significativas de energias renováveis, com uma ampla variedade de usos, sugere que a tecnologia digestão anaeróbia tem um brilhante futuro (MITCHELL & GU, 2010).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 OBJETO DE ESTUDO

O estudo da digestão anaeróbia do lodo adensado foi realizado em um digestor de alta carga dotado de sistemas de agitação/mistura e aquecimento operado em fluxo semicontínuo. A Figura 6 ilustra o esquema do digestor piloto onde podem ser visualizadas as entradas e saídas de lodos, saídas de biogás e dispositivos de aquecimento e descarte.

O digestor piloto foi instalado na unidade de adensamento da ETE Insular – CASAN, localizada em Florianópolis-SC (Figura 7). A ETE possui sistema de tratamento de esgotos composto pelas seguintes unidades: gradeamento, caixa de areia, seletor biológico, câmara de desnitrificação, 2 tanques de aeração prolongada, 3 decantadores secundários, unidade de desinfecção do efluente, 2 adensadores de lodo e unidade desaguadora. A ETE opera com vazão média de 300L/s, atendendo um equivalente populacional de aproximadamente 130.000 habitantes.

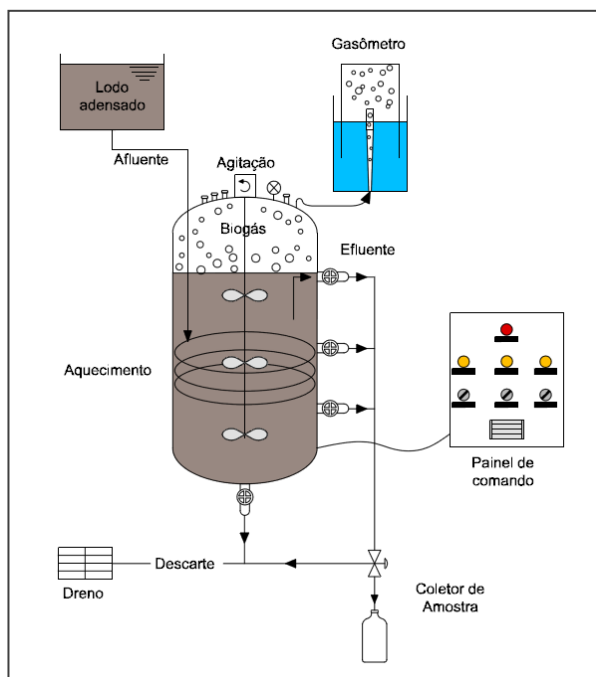


Figura 6 - Unidade piloto para digestão de lodo secundário adensado.



Figura 7 - Vista superior da ETE onde está localizado o digestor.
Fonte: Google Earth (2011).

3.2 SISTEMA DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO ADENSADO

O digestor utilizado no experimento foi construído em aço inoxidável, com volume total de 125L e volume útil de 100L, medindo 0,40m de diâmetro e 1,0m de altura (Figura 8).

Este possuía um sistema de aquecimento através de uma resistência elétrica tipo baioneta para que a temperatura no interior do digestor fosse mantida. Também possuía um sistema de homogeneização mecânica composto por um agitador de três hélices acionado por moto-reductor.

O digestor foi conectado a um gasômetro com volume operacional de 10L. O biogás produzido se acumulava na região superior do digestor de onde era transportado por mangueiras até o gasômetro.



Figura 8 - Digestor anaeróbio objeto de estudo.

3.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA

3.3.1 Partida do digestor

Para a partida do digestor, um volume de lodo proveniente de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) foi adicionado com o objetivo de fornecer inóculo ao digestor. Já o substrato foi proveniente do adensador de lodos da ETE Insular.

A relação lodo substrato/inóculo foi de 74:26 em volume, o que corresponde a um volume de 74L de lodo secundário (substrato) e 26L de lodo anaeróbio (inóculo). A Tabela 2 apresenta as características do inóculo e do substrato utilizados no experimento.

Tabela 2 - Características do inóculo e do substrato utilizados para a partida do digestor.

Parâmetros	Inóculo	Substrato
Origem	Reator UASB	Tanque lodos ativados
Volume (L)	26,0	74,0
Relação (%)	26	74
ST (g/L)	19,0	26,0
SV (g/L)	13,3	20,0

No momento da partida, o set-point de temperatura foi ajustado em 35°C e o sistema de mistura foi configurado a 60rpm, com funcionamento controlado por temporizador para impedir a formação de zonas mortas e assim manter homogêneo o conteúdo do digestor.

O tempo de operação total do digestor foi de 180 dias consecutivos e durante este período foi realizada uma série de 40 análises de sólidos que possibilitaram a realização do presente estudo.

3.3.2 Carga orgânica volumétrica aplicada (COV) e processo de alimentação

A alimentação do digestor foi realizada de duas a sete vezes por semana de acordo com a vazão aplicada, pois, à medida que a carga orgânica volumétrica foi incrementada, o processo de alimentação foi fracionado para evitar que grandes vazões de lodo fossem adicionadas em uma única alimentação, o que causaria instabilidade do sistema.

Neste estudo, o aumento da COV ocorreu em intervalos de tempo distintos, conforme as respostas obtidas na eficiência de remoção de sólidos voláteis do digestor. Desta forma, sempre que a digestão alcançava a eficiência de remoção de SV superior a 50% para pelo menos três amostras consecutivas a COV foi elevada.

A repetição da eficiência de remoção de SV demonstra condições de estabilidade e controle das reações biológicas no interior do digestor. A Tabela 3 apresenta a estratégia operacional que foi desenvolvida em termos de carga orgânica volumétrica aplicada, a vazão, o TDH correspondente e o número de dias em que funcionou cada carga aplicada.

Tabela 3 - Estratégias e condições operacionais para o digestor de lodo adensado.

Estratégia operacional	C.O.V.	Q	Alimentação	TDH	Tempo operando
	kgSV.m ⁻³ .d ⁻¹	m ³ .d ⁻¹	L/semana	dias	d
I - Partida do digestor	0,5	0,002	14,9	47	43
	1,0	0,004	29,8	24	20
	1,5	0,006	44,7	16	16
II - Alta Carga	2,5	0,011	74,5	9	31
	3,5	0,015	104,3	7	28
	4,5	0,019	134,0	5	17
	2	0,010	70,0	12	25

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), digestores anaeróbios de alta carga operando em mesofilia, atuam em uma faixa de COV entre 1,6 a 3,2 kgSV/m³d, portanto, o digestor estudado neste trabalho começou a funcionar em alta carga após aproximadamente três meses do início de sua operação. O incremento da carga planejado e o tempo de detenção hidráulico correspondente podem ser visualizados na Figura 9.

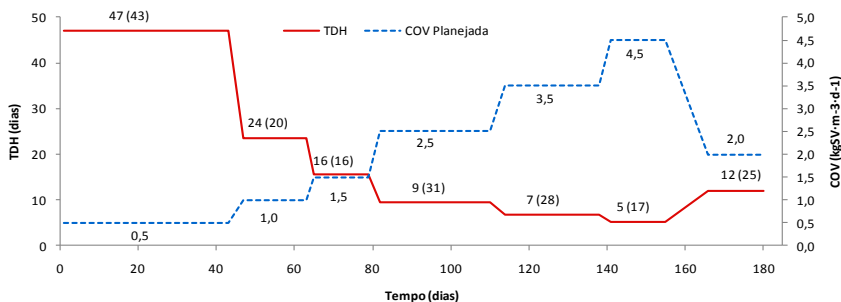


Figura 9 - Evolução das cargas de sólidos aplicadas no digestor e tempo de detenção hidráulica respectivo.

Durante o processo de alimentação e coleta, tanto o lodo adensado quanto o lodo digerido, não utilizado para análise, retornaram ao tratamento da ETE através de drenos.

A alimentação ocorreu por um sistema automatizado que acionava a bomba de recalque de lodo ativado através de timer de acordo com a programação feita para cada carga desejada. O lodo recalcado passava por um reservatório elevado intermediário e a partir deste alimentava o digestor por gravidade (Figura 10).



Figura 10 - Sistema de alimentação do digestor.

Legenda: a) Conjunto moto-bomba e tubulação de alimentação; b) Reservatório elevado e digestor.

3.3.3 Coleta de amostras

Para verificação da redução do teor de sólidos totais voláteis, foram coletadas amostras de lodo adensado e digerido e efetuadas análises laboratoriais. As amostras de lodo adensado foram coletadas por uma tubulação localizada entre os adensadores de lodo e a prensa desaguadora da ETE.

Os dispositivos de alimentação e saída de lodo digerido estavam imersos 0,30m e 0,10m respectivamente (a partir do nível máximo de lodo) e a remoção do lodo digerido ocorreu por pressão hidrostática exercida durante a alimentação de lodo bruto que fazia o lodo digerido extravasar. A Figura 11 ilustra as entradas e saídas de lodo do digestor e suas alturas com relação ao nível máximo de lodo.

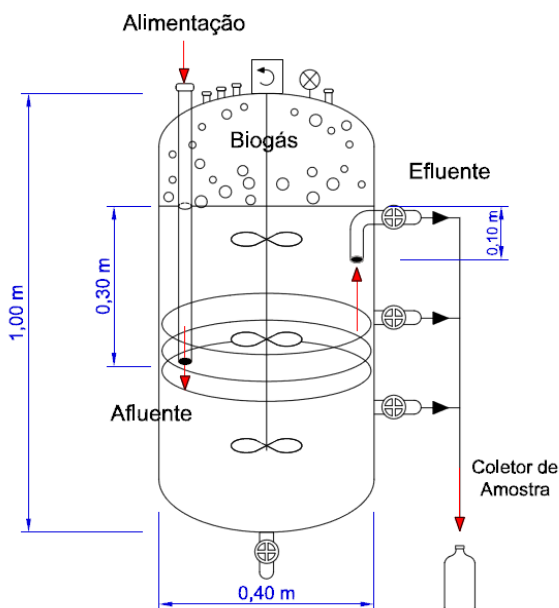


Figura 11 - Localização da tubulação de alimentação e coleta e alturas de entrada e saída de lodo no digestor.

As amostras eram transferidas para frascos de polipropileno com capacidade de 1000 mL e levadas ao laboratório para imediata caracterização das seguintes variáveis: sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (SF) e sólidos voláteis totais (SV). Na Figura 12 podem ser vistos os locais de coleta de lodo.



Figura 12 - Coleta de lodo adensado e digerido
Legenda: a) Coleta de lodo adensado; b) Coleta de lodo digerido.

3.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

As análises foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) e no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) (Figura 13), localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Todas as determinações analíticas desenvolvidas no trabalho seguiram as recomendações indicadas pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 2540 - Solids (APHA, AWWA, WEF, 2005).



Figura 13 - Laboratório de realização das análises
Legenda: a) LIMA- Laboratório integrado do Meio Ambiente; b) SALA 7 - LABEFLU.

A Tabela 4 apresenta um resumo das análises utilizadas e os métodos de ensaios laboratoriais para os parâmetros de caracterização.

Tabela 4 - Parâmetros laboratoriais analisados

Variável	Amostra		Periodicidade	Método
	Lodo Bruto	Lodo Digerido		
ST	x	x	2 x semana	Gravimétrico
SF	x	x	2 x semana	Gravimétrico
SV	x	x	2 x semana	Gravimétrico

3.4.1 Descrição do procedimento de análise de sólidos

As análises de sólidos foram feitas em triplicata tanto para a amostra de lodo digerido quanto para a de lodo adensado. Desta forma, utilizavam-se 6 cadinhos a cada análise.

3.4.1.1 Determinação de sólidos totais – ST

- Aferição de 6 cadinhos de porcelana para a obtenção do P_0 (massa inicial) deixando-o em mufla a 550°C por 30 minutos, seguido por esfriamento em dessecador e pesagem em balança analítica marca Shimadzu, modelo AY 120;
- Transferência de 50 mL da amostra medidos em proveta para os cadinhos aferidos;
- Evaporação da água contida na amostra em chapa à 105°C ;
- Após evaporação da umidade, secagem do cadinho com resíduo em estufa a $103\text{-}105^{\circ}\text{C}$ durante 1 hora;
- Esfriamento em dessecador a temperatura ambiente;
- Pesagem para obtenção de P_1 .

3.4.1.2 Determinação de sólidos fixos – SF

- Exposição dos sólidos totais obtidos conforme procedimento 1, à calcinação em mufla a 550°C por 2 horas.
- Esfriamento em dessecador e pesagem para obtenção de P_2 .

3.4.1.3 Determinação de sólidos voláteis- SV

- Foi efetuada a diferença dos valores obtidos de sólidos totais (1) e de sólidos fixos (procedimento 2), o valor encontrado implica no teor de sólidos voláteis.

A Figura 14 apresenta os equipamentos utilizados nas referidas análises de sólidos.





Figura 14 - Equipamentos utilizados nas análises de série de sólidos.
 Legenda: a) Mufla 550°C; b) Estufa 105°C; c) Dessecador; d) Balança de precisão.



Figura 15 – Cadinhos para determinação de P2 – após passagem pela mufla a 550°C.

3.5 CÁLCULOS REALIZADOS

3.5.1 Concentração de sólidos totais (ST)

$$ST = \frac{(P_1 - P_0)}{V} \cdot 1000$$

Equação 1

Onde:

ST- concentração de sólidos totais em g/L;

P_1 - peso dos cadinhos (g) com os sólidos secos após passagem pela estufa a 105°C;

P_0 - peso inicial dos cadinhos (g) após aferição;

V - volume de amostra adicionada inicialmente ao cadinho (mL).

3.5.2 Concentração de sólidos fixos (SF)

$$SF = \frac{(P_2 - P_0)}{V} \cdot 1000$$

Equação 2

Onde:

STF - concentração de sólidos totais fixos (g/L);

P_2 - peso dos cadinhos (g), com os sólidos calcinados após passagem pela mufla à 550°C;

P_0 - peso inicial dos cadinhos (g) após aferição;

V - volume de amostra adicionada inicialmente ao cadinho (mL).

3.5.3 Concentração de sólidos voláteis (SV)

$$SV = ST - SF$$

Equação 3

Onde:

SV - concentração de sólidos totais voláteis (g/L);

ST - concentração de sólidos totais em (g/L);

SF - concentração de sólidos totais fixos em (g/L).

3.5.4 Determinação da carga orgânica volumétrica (COV)

$$COV = \frac{Q \cdot SV}{V_{\text{útil}}}$$

Equação 4

Onde:

COV - Carga orgânica volumétrica aplicada a cada alimentação expressa em kgSV/m³.d;

Q - Vazão de alimentação em L/d;

SV - concentração de sólidos totais voláteis em g/L;

$V_{\text{útil}}$ - Volume útil do digestor.

3.5.5 Determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH)

$$TDH = \frac{V_{\text{útil}}}{Q}$$

Equação 5

Onde:

TDH- Tempo de detenção hidráulica (dias);

V_{útil}- Volume útil do digestor (L).

Q- Vazão de alimentação (L/d).

3.5.6 Eficiência de remoção de ST, SV e SF

$$\text{Remoção } ST^*(\%) = \frac{(ST_{Afluente}^* - ST_{Efluente}^*)}{ST_{Afluente}^*} \cdot 100$$

Equação 6

Onde:

Remoção de ST(%)* - Remoção em porcentagem de sólidos totais, fixos ou voláteis;

ST_{Afluente}^{}*- concentração de sólidos totais, fixos ou voláteis (g/L), afluentes ao digestor;

ST_{Efluente}^{}*- concentração de sólidos totais, fixos ou voláteis (g/L), efluentes ao digestor;

3.5.7 Determinação da massa de ST, SV e SF

$$\text{Massa } ST^* = ST^* \cdot V$$

Equação 7

Onde:

*Massa de ST** - Massa (g) de sólidos adicionados ou removidos do digestor;

*ST**- concentração de sólidos totais, fixos ou voláteis (g/L), afluentes ou efluentes ao digestor;

V- Volume de lodo adensado adicionado na alimentação L;

3.5.8 Determinação porcentagem de massa removida

$$\text{Remoção de massa}^*(\%) = \frac{(MassaST_{Afluente}^* - MassaST_{Efluente}^*)}{MassaST_{Afluente}^*} \cdot 100$$

Equação 8

Onde:

Remoção de massa(%)* - Remoção em porcentagem de massa de sólidos totais, fixos ou voláteis;

$MassaST_{Afluente}^*$ - Massa (g) de sólidos totais, fixos ou voláteis, afluentes ao digestor;

$MassaST_{Efluente}^*$ - Massa (g) de sólidos totais, fixos ou voláteis, efluentes ao digestor.

3.5.9 Equações utilizadas para o balanço de massa

Para estabelecer o balanço de massa no digestor é necessário obter dados relativos ao afluente e efluente do digestor tais como, concentração, carga de sólidos, DQO e eficiência de remoção e de produção de sólidos e biomassa.

3.5.9.1 Carga de sólidos

$$Carga = C_0 \times Q$$

Equação 9

Onde:

$Carga$ - carga de matéria orgânica ($g_{sólidos}/dia$ ou g_{DQO}/d);

C_0 - Concentração da matéria orgânica (g/L);

Q - Vazão operacional (L/d).

3.5.9.2 Produção total de lodo (kgST)

$$P_{lodo} = Y' \times Carga \times T_{oper}$$

Equação 10

Onde:

P_{lodo} - Produção total de lodo no sistema (kg)

Y' - Coeficiente de produção de sólidos totais (kgST/kgDQO)

Adotou-se $Y' = 0,15$ kgSSV/kgDQO (CHERNICHARO, 1997).

$Carga$ - Carga de DQO aplicada no digestor (kgDQO/d);

T_{oper} - Tempo operacional na COV (d).

3.5.9.3 Produção de biomassa (kgSV)

$$P_{SV} = Y'' \times Carga \times T_{oper}$$

Equação 11

Onde:

P_{SV} - Produção de sólidos voláteis no sistema (kgSV)

Y'' - Coeficiente de produção de biomassa (kgSV/kgDQO)

Adotou-se $Y'' = 0,08 \text{ kgSV/kgDQO}$ (METCALF & EDDY, 2003).

3.5.9.4 Produção de sólidos fixos (kgSF)

$$P_{SF} = P_{total} - P_{SV}$$

Equação 12

Onde:

P_{SF} - Produção de sólidos fixos no sistema (kgSF)

3.5.9.5 Massa de SF retidos no digestor

$$SF_{retido} = (SF_{afl} - SF_{efl}) + P_{SF}$$

Equação 13

Onde:

SF_{retido} - Massa de sólidos fixos retidos no digestor (kgSF);

SF_{afl} - Massa de SF afluyente ao digestor (kg);

SF_{efl} - Massa de SF efluente ao digestor (kg).

3.5.9.6 Massa de SV destruídos ($SV_{destruídos}$)

$$SV_{destruídos} = SV_{afl} - SV_{efl} - P_{SF}$$

Equação 14

Onde:

$SV_{destruídos}$ - Massa de STV destruídos no digestor (kgSV);

SV_{afl} - Massa de SV afluyente ao digestor (kg);

SV_{efl} - Massa de SV efluente ao digestor (kg).

3.5.9.7 Remoção real de SV (SV_{real})

$$SV_{real} = \frac{SV_{destruídos} \times 100}{(SV_{efl} + SV_{destruídos})}$$

Equação 15

Onde:

SV_{real} - Eficiência real de remoção de sólidos voláteis (%)

3.5.10 Concentração de sólidos secos (%)

$$Concentração(\%) = \frac{Concentração(mg/L)}{10^6(mg/kg).massa\ específica\ (kg/L)} \cdot 100$$

Equação 16

Segundo Von Sperling (2001) a massa específica do lodo é equivalente a da água, isto é, 1,0 kg/L. Desta forma, a Equação 16 pode ser simplificada para:

$$\text{Concentração(\%)} = \frac{\text{Concentração(mg/L)}}{10.000}$$

Equação 17

3.5.11 Densidade de sólidos

$$\text{Densidade sólidos} = \frac{1}{\left(\frac{SF}{2,5} + \frac{SV}{1,0}\right)}$$

Equação 18

Onde:

Densidade sólidos – Densidade das partículas contidas no lodo (g/cm³);

2,5 – Densidade das partículas SF (g/cm³);

1,0 – Densidade das partículas SV (g/cm³).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 REDUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS

A Figura 16 apresenta o comportamento da concentração (g/L) dos sólidos totais (ST) e voláteis (SV) durante os 180 dias de operação, assim como a eficiência de remoção alcançada para cada COV aplicada. Percebe-se pela tendência apresentada nos dois gráficos que há uma relação entre a remoção de sólidos totais e de sólidos voláteis.

A concentração média de sólidos totais do lodo bruto foi $23,14 \pm 3,41$ g/L, o que evidencia a pouca variação das características de produção de lodo nos tanques de aeração e no adensador de lodo da ETE. Já para o lodo efluente a concentração de sólidos totais foi de $12,59 \pm 6,02$ g/L, demonstrando que em média, se considerados os 180 dias de operação, a concentração de sólidos foi reduzida a metade.

Percebe-se que quando há um novo aumento da COV, a eficiência de remoção decai. Este comportamento acontece devido à instabilidade causada no meio em consequência do aumento de sólidos no sistema. Após alguns dias operando na nova carga o sistema tende a se recuperar atingindo novamente valores de remoção acima de 40%.

Houve um período de instabilidade da digestão quando a COV foi de $1,5 \text{ kgSV/m}^3\cdot\text{d}$, mesmo assim a remoção média para a referida COV foi de 41,6%. A variação de eficiência de remoção para cada carga, assim como o comportamento médio da concentração dos ST e SV, pode ser visualizada nas Figura 17 e Figura 18.

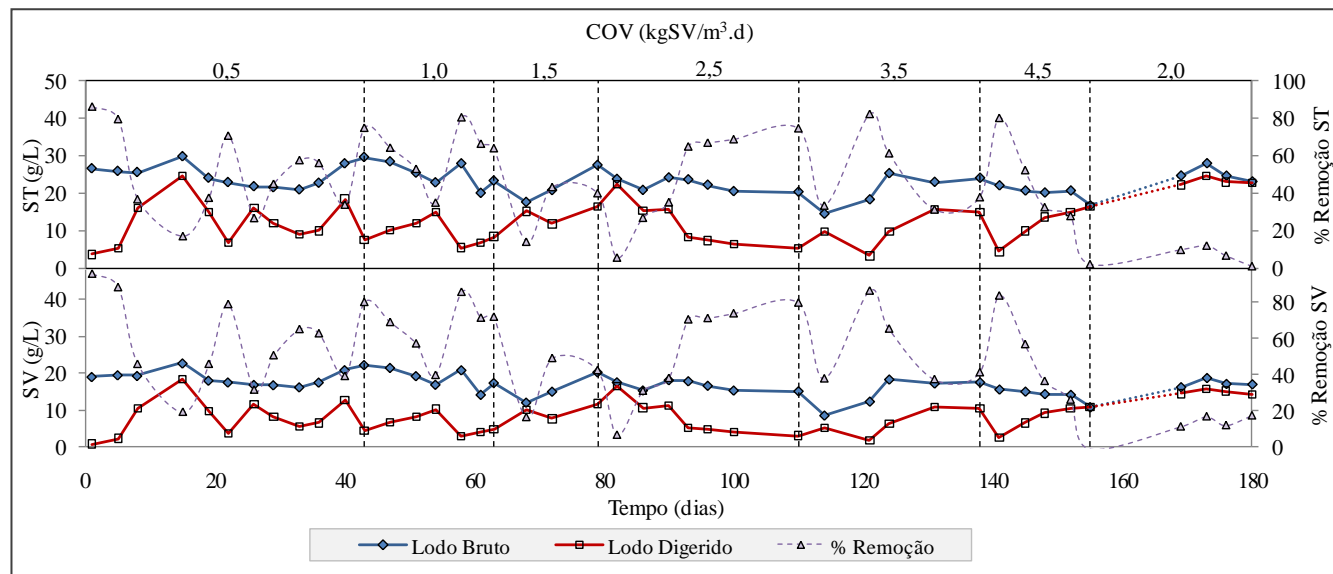


Figura 16 - Comportamento dos sólidos totais e voláteis afluentes e efluentes no digestor de lodos ao longo do tempo de operação.

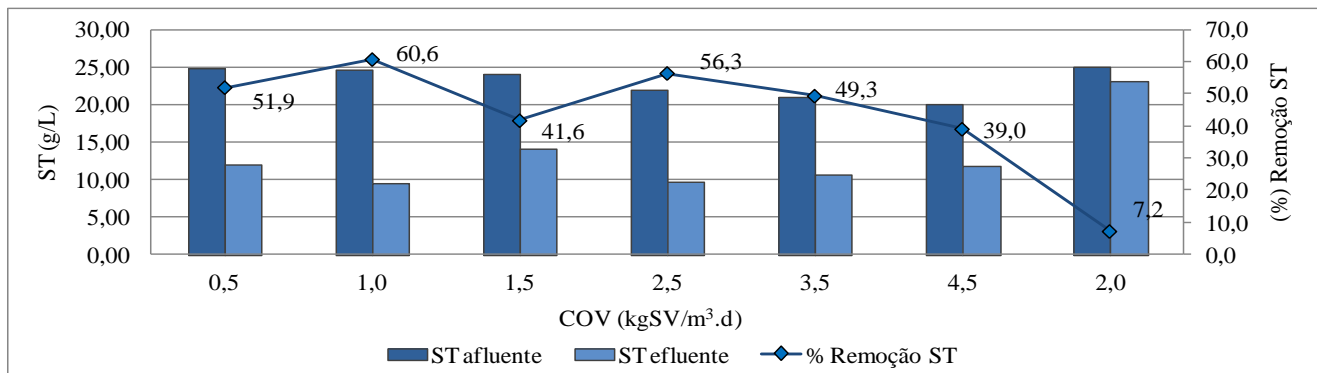


Figura 17 - Média de concentração de ST e remoção (%) atingida para cada COV aplicada.

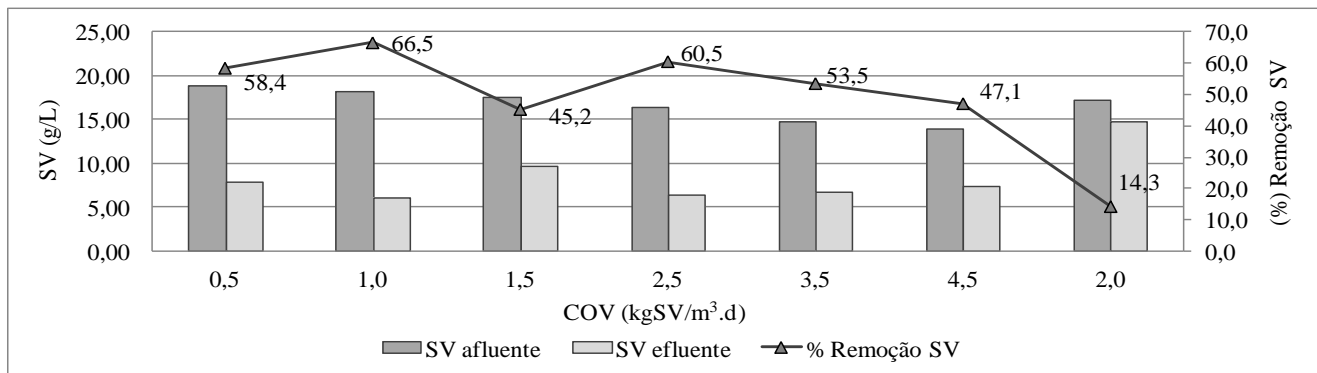


Figura 18 - Média de concentração de SV e remoção (%) atingida para cada COV aplicada.

Os valores de remoção médios de SV obtidos desde a partida do digestor até a carga de 3,5 kgSV/m³.d, são compatíveis aos valores apresentados em estudos de digestão anaeróbia. Nges e Liu (2010) apresentam em seu estudo uma redução de sólidos voláteis entre 22 e 59%, já Forster-Carneiro *et al.* (2010) atingiram uma remoção máxima de 56,8% ambos resultados atingidos para um tempo de detenção hidráulica de 30 dias. No presente estudo a remoção de sólidos voláteis atingida foi de até 66,5 %, o que demonstra que o sistema obteve bom desempenho.

A partir da COV de 3,5 kgSV/m³.d, há o decréscimo constante de eficiência de remoção. Segundo Appels (2008), o aumento da COV e conseqüente diminuição do TDH ocasionam uma fraca destruição de sólidos voláteis, pois implica na redução da extensão das reações. Tal condição pode prejudicar a digestão anaeróbia e, conseqüentemente, elevar a concentração de sólidos no lodo digerido (NGES & LIU, 2010).

Nos gráficos apresentados observa-se que ao atingir a carga de 3,5 kgSV/m³.d o digestor sofreu redução na eficiência de remoção de SV e SF. Mesmo assim, continuou-se com o processo de incremento da COV para se atingir a capacidade limite do digestor, pois mesmo que a eficiência de remoção tenha decaído na COV 3,5 kgSV/m³.d, esta ainda foi superior a 50% em média.

Durante os 17 dias de operação na COV de 4,5kgSV/m³.d o digestor apresentou sinais de sobrecarga, indicando que o limite de digestão fora atingido, pois a eficiência de remoção apresentou-se menor a cada análise realizada. Após este estágio, houve a tentativa de recuperação do sistema. Primeiramente a alimentação foi totalmente interrompida, no intuito de deixar que a biomassa se restabelecesse. Posteriormente, a carga foi estabelecida em 2,0 kgSV/m³.d, onde o digestor apresentou em média uma remoção de SV de 14,3%, valor muito baixo se comparado às eficiências alcançadas anteriormente.

4.1.1 Densidade de sólidos

A Figura 19 apresenta o comportamento da densidade dos sólidos do lodo bruto e do lodo digerido, ao longo do tempo de operação, comparados com a eficiência remoção de sólidos totais.

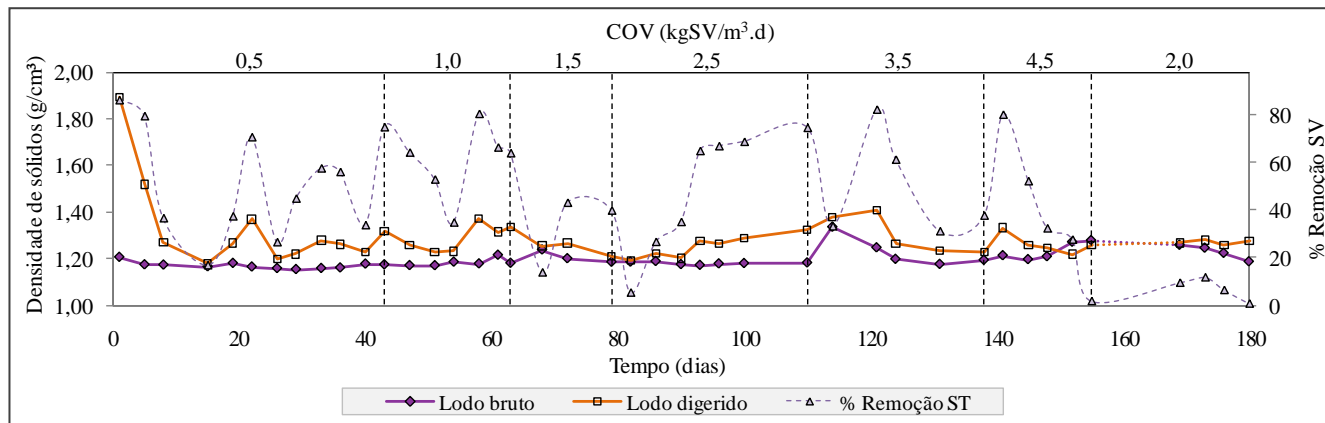


Figura 19 - Densidade dos sólidos afluentes e efluentes ao longo do tempo de operação.

A densidade dos sólidos afluentes ao digestor apresenta-se constante em grande parte do tempo, com média de $1,20 \pm 0,04 \text{ g/cm}^3$, já a densidade média dos sólidos efluentes foi de $1,30 \pm 0,12 \text{ g/cm}^3$. A densidade dos sólidos afluentes apresenta-se inferior ao valor reportado na literatura para lodo adensado de aeração prolongada, de 1,22 a 1,27. O valor para os sólidos do lodo digerido é 1,27 a 1,32, portanto o lodo digerido apresenta-se, em média, dentro da faixa de valor convencional (VON SPERLING; GONÇALVES, 2001).

A diferença de densidade entre os sólidos afluentes e efluentes ao digestor demonstra que houve mineralização do lodo, pois os SF possuem densidade maior que os SV. Portanto, o aumento da densidade dos sólidos é reflexo do incremento de sólidos fixos que ocorreu no processo de digestão.

Se comparados a densidade dos sólidos com a eficiência de remoção de sólidos totais, percebe-se que as maiores eficiências de remoção ocorrem nos pontos onde há uma maior diferença entre as densidades. Como exemplo pode-se citar o vigésimo dia de operação do sistema, onde se obteve uma relação SF/ST no lodo digerido igual a 0,45, indicando que 45% dos sólidos apresentavam-se forma de SF e 55% de em forma de SV. Neste mesmo ponto a eficiência de remoção de ST foi igual a 71%.

De acordo com Von Sperling e Gonçalves (2001) a relação SV/ST dá uma boa indicação do nível de digestão do lodo. O autor cita que os valores típicos para a relação SV/ST de lodo não digerido são de 0,75 a 0,80, ao passo que em lodos digeridos estes valores situam-se entre 0,60 e 0,65. Em média os valores encontrados para o digestor estudado estão próximos aos valores apresentados pelo autor, sendo de $0,73 \pm 0,04$ para o lodo não digerido e $0,63 \pm 0,09$ para o lodo digerido.

4.2 BALANÇO DE MASSA PARA O DIGESTOR

A Tabela 5 apresenta os valores das cargas afluentes e efluentes ao digestor e a Tabela 6 apresenta os valores obtidos nos cálculos de balanço de massa.

Tabela 5 – Cargas médias de DQO e sólidos afluentes e efluentes

Carga aplicada kgSV/m ³ .d	Massa de sólidos						
	Afluente				Effluente		
	(kg)				(kg)		
	DQO*	ST	SF	SV	ST	SF	SV
0,5	2,8	2,27	0,55	1,72	1,09	0,37	0,72
1,0	2,6	2,06	0,53	1,54	0,80	0,28	0,52
1,5	3,4	2,42	0,65	1,78	1,42	0,45	0,97
2,5	8,3	7,19	1,81	5,38	3,16	1,04	2,13
3,5	10,6	8,68	2,57	6,11	4,41	1,57	2,84
4,5	7,2	6,49	1,89	4,52	3,83	1,27	2,39
2,0	5,3	6,56	2,03	4,53	6,07	2,24	3,88

* Dados fornecidos por LEITE (2011).

Tabela 6 - Balanço de massa para o digestor anaeróbico

Carga aplicada kgSV/m ³ .d	Balanço de massa					Eficiências	
	Prod. de lodo	Prod. de SV	Prod. de SF	SF retidos	SV destr.	Remoção média SV	Remoção real SV
	kgST	kgSV	kgSF	kgSF	kgSV	(%)	(%)
0,5	0,42	0,22	0,19	0,37	0,81	58,4	53,1
1,0	0,39	0,21	0,18	0,42	0,84	66,5	61,9
1,5	0,51	0,27	0,24	0,44	0,57	45,2	36,7
2,5	1,24	0,66	0,58	1,35	2,67	60,5	55,7
3,5	1,60	0,85	0,75	1,75	2,52	53,5	47,0
4,5	1,08	0,58	0,50	1,12	1,62	47,1	40,4
2,0	0,79	0,42	0,37	0,16	0,28	14,3	6,7

O conhecimento do balanço de massa permite calcular o desempenho do processo de digestão anaeróbia, em termos de rendimento de degradação da matéria orgânica (SCHIEVANO *et al*, 2011).

Através dos valores apresentados no balanço de massa, pode-se perceber que o digestor, além da função de degradação da matéria orgânica, ainda realizou a função de sedimentador de sólidos. Na carga de 3,5 kgSV/m³.d, por exemplo, dos 2,57kg de sólidos fixos afluentes ao digestor, apenas 1,57kg estava no efluente. Segundo Von Sperling e Gonçalves (2001), os sólidos fixos não são alterados pela digestão anaeróbia, desta

forma, conclui-se que ocorreu o processo de sedimentação do lodo, pois parte dos SF ficou retida no interior do digestor.

Comparando-se as eficiências de remoção média e eficiência de remoção real na Tabela 6, percebe-se que também ocorreu o processo de sedimentação de SV. A primeira coluna de eficiência apresenta os valores teóricos de remoção de SV, já apresentados anteriormente neste trabalho. Estes valores foram estimados através da comparação de resultados de análise laboratorial de sólidos do lodo bruto e do lodo digerido.

Já na segunda coluna estão os valores de remoção real, estimados através do balanço de massas. Na remoção real os SV sedimentados são descontados, ou seja, não são considerados no cálculo da eficiência de remoção, desta forma, somente os SV que realmente foram destruídos são considerados. Por isso a eficiência real será sempre menor que a estimada pela comparação entre afluente e efluente, que no caso engloba no seu valor tanto os SV destruídos quanto os sedimentados.

Um esquema do balanço de massa para a carga de $3,5 \text{ kgSV/m}^3 \cdot \text{d}$ pode ser visualizado na Figura 20. Os esquemas determinados para as demais cargas podem ser vistos no Apêndice A.

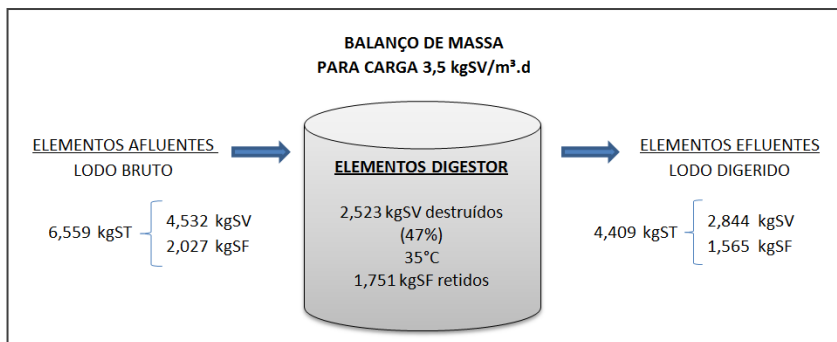


Figura 20 - Balanço de massa esquemático para a carga de $3,5 \text{ kgSV/m}^3 \cdot \text{d}$.

4.3 REDUÇÃO DO VOLUME DE LODO

A Figura 21 compara três situações (a, b e c) de lodo afluente e efluente ao digestor. As provetas à esquerda contém amostra de lodo digerido e as provetas à direita contém lodo bruto.

As fotos apresentam situações de eficiência de remoção distintas. A melhor eficiência de remoção atingida aparece na Figura 21 (a), aproximadamente 80% de remoção de ST e SV. Pode-se perceber que há

uma grande diferença de volume de sólidos entre o lodo afluyente e o lodo efluente para esta amostra.

A situação (b) refere-se a uma eficiência média de remoção, e a situação (c) praticamente não apresentou diferença entre as amostras afluyente e efluente, demonstrando uma baixa eficiência.

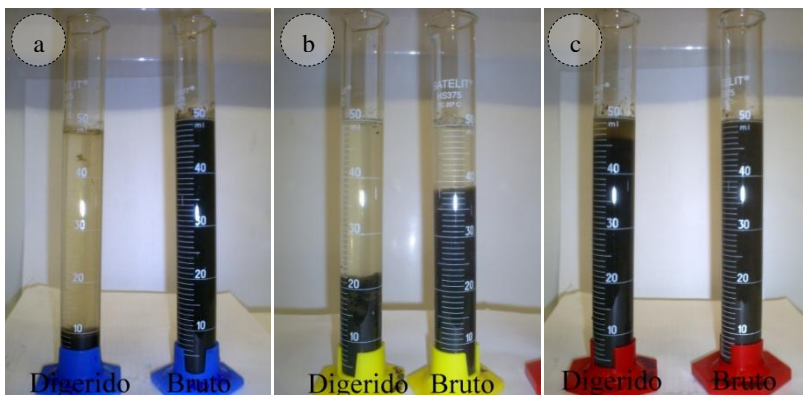


Figura 21 - Comparação entre lodo afluyente e efluente.

A digestão anaeróbia não só contribui para a redução da matéria orgânica, como também auxilia nos processos de adensamento e desidratação do lodo. Durante o processo de digestão, partículas de todos os tamanhos são degradadas, mas há uma preferência na remoção de partículas de pequenas dimensões, com isso ocorre uma redução na superfície específica das partículas o que ocasiona uma melhor desidratação do lodo (CARBALLA *et al*, 2008).

4.4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A evolução da produção de biogás com relação a cada carga aplicada ao digestor pode ser visualizada na Figura 22.

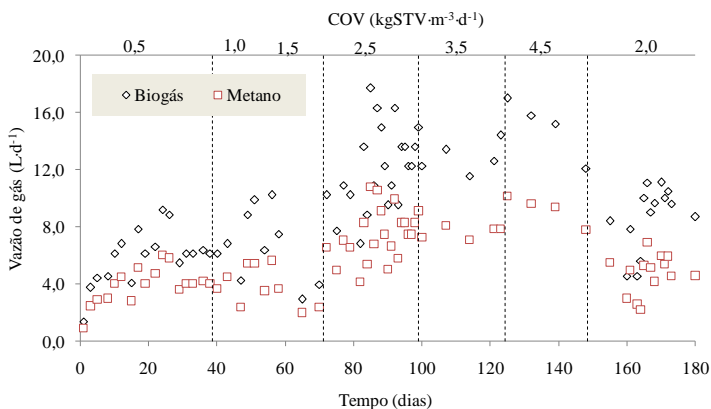


Figura 22 - Vazão de biogás e metano produzidos no digestor de lodo ao longo do tempo de operação.

Fonte: Leite (2011).

Observa-se que a produção de biogás aumentou em função do aumento de carga orgânica aplicada ao digestor, atingindo seu maior valor entre as cargas de 2,5 e 4,5 $\text{kgSV/m}^3.\text{d}$. Nestas mesmas cargas houve a maior eficiência de degradação de sólidos voláteis.

Com os dados de produção específica de biogás e metano, e com os valores obtidos no balanço de massa para os SV destruídos, elaborou-se o gráfico da Figura 23.

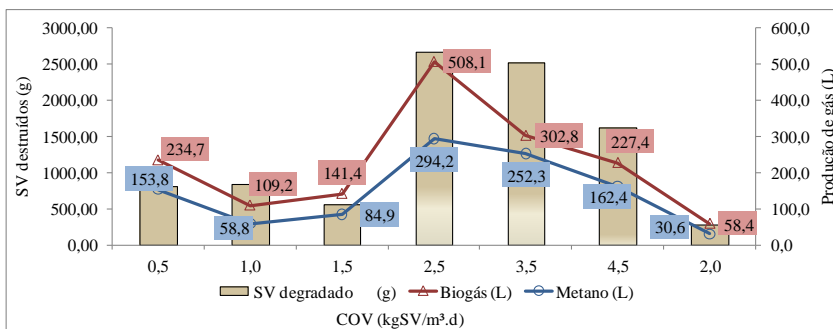


Figura 23 - Produção de biogás e CH_4 em função dos SV destruídos para as cargas aplicadas.

A produção específica de biogás para o experimento variou de 0,12 a 0,29 L/gSVdegradado , já a produção específica de metano variou de

0,07 a 0,19 L/gSVdegradado. Bolzonella et al. (2004) apresenta valores mais elevados com relação a produção de biogás, de 0,5 a 0,9 L/gSV_{destruído} para uma carga de 1,0 kgSV/m³.d. Outros autores apresentam a faixa de produção medida entre 0.6 a 1.12 L/gSV_{destruído} (Malina Jr & Pohland, 1992; Metcalf & Eddy, 2003).

A baixa produção de biogás atingida no presente estudo pode estar relacionada a problemas de medição ou vazamentos de biogás. Dificuldades relacionadas à metodologia aplicada para quantificação de biogás em digestores anaeróbios foram estudados por Walker et al. (2009). O autor destaca que estes erros são comuns e dificultam a comparação de resultados entre autores.

Mesmo assim, percebe-se que a vazão de gás atinge seus maiores valores no mesmo momento em que a redução de sólidos voláteis apresenta as maiores eficiências, demonstrando que houve conversão da fração orgânica do lodo em biogás.

A porcentagem média de metano no biogás produzido foi de $60,3 \pm 4,4\%$, abaixo da faixa ideal que segundo Turovskiy & Mathai (2006), é entre 65 a 75% de metano no biogás.

5 CONCLUSÕES

Com a elaboração deste estudo pode-se concluir que:

- Considerando-se os resultados gerais apresentados nos 180 dias de operação, o lodo afluente apresentou concentrações bastante constantes para sólidos totais e voláteis, com valores médios de $23,12 \pm 3,42$ gST/L e $16,95 \pm 2,95$ gSV/L, respectivamente. O efluente demonstrou-se menos constante, com concentrações médias de $12,59 \pm 6,02$ gST/L e $8,30 \pm 4,40$ gSV/L. Estes resultados demonstram que a aplicação da digestão anaeróbia para o tratamento do lodo gerado na ETE Insular, atingiu uma eficiência de remoção superior a 50% de ST e SV no lodo de descarte.
- A relação SV/ST efluente média foi $0,63 \pm 0,09$, portanto, o lodo digerido apresentou 63% de sólidos voláteis sendo considerado um lodo instável. Apesar disso, se comparado à relação de SV/ST afluente que foi de $0,73 \pm 0,04$, ou seja, 73% de sólidos voláteis, percebe-se que houve a mineralização do lodo.
- As COVs que apresentaram melhores resultados de remoção de sólidos foram entre 2,5 e 3,5 kgSV/m³.d, sendo que possivelmente o digestor apresentaria bons resultados se uma carga de 3,0 kgSV/m³.d fosse aplicada. Durante a operação na carga de 4,5 kgSV/m³.d o digestor apresentou sinais de sobrecarga, portanto esta foi considerada a COV limite.
- Através do balanço de massa pode-se concluir que ocorreu o processo de sedimentação de sólidos no digestor, apesar de o piloto possuir sistema de mistura. Mesmo assim as remoções de sólidos voláteis reais foram próximas as remoções teóricas, demonstrando que a digestão anaeróbia aconteceu.
- Outro fator que comprova a ocorrência da digestão anaeróbia foi a produção de biogás, que apresentou os maiores valores no mesmo momento em que houve as maiores remoções de sólidos voláteis, demonstrando que os parâmetros estão relacionados.

- Portanto com este estudo concluiu-se que a digestão anaeróbia foi uma alternativa eficiente na redução de sólidos do lodo produzido na ETE Insular.

6 RECOMENDAÇÕES

Para futuros estudos com o digestor anaeróbio piloto, recomenda-se que se analise mais especificamente a eficiência de remoção na faixa entre 2,5 kgSV/m³.d e 3,5 kgSV/m³.d com objetivo de se trabalhar por um período maior nas cargas em que se obteve as melhores respostas do digestor em termos de redução de sólidos e produção de biogás.

Para fins de comparação, também se recomenda estudar a digestão para o mesmo lodo em temperaturas termofílicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMUDA, O.S.; DENG, A.; ALADE, A.O.; HUNG, Y. **Conversion of Sewage sludge to Biosolids**. In: WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; HUNG, Y. T. Handbook of Environmental Engineering, Vol. 7, Humana Press Inc., Totowa, NJ, U.S.A. Chapter 2. 2008. pp. 65-115.

ANDREOLI, C.V. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. In: Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes (Coordenadores). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.; LARA, A.I. **Riscos associados ao uso de lodo de esgoto**. In: ANDREOLI, Cleverson Vitorio (Coord.). Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 97p.

ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Programa De Pesquisa Em Saneamento Basico (BRASIL). Curitiba: ABES, 2001. 257p.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ª ed. Washington D.C., 2005.634

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRE'VE, J.; DEWIL, R., **Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge**. Progress in Energy and Combustion Science, Belgium vol. 34, pp. 755-781, 2008.

BOE, K. **Online monitoring and control of the biogas process**. Ph.D. Thesis, Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark, 2006.

BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; BATTISTONI, P.; CECCHI, F. **Meso-philic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process**. Process Biochemistry, 40 (2004), 1453-1460.

BOUALLAGUIA, H.; MAROUANIB, L.; HAMDI, M. **Performances comparison between laboratory and full-scale anaerobic digesters**

treating a mixture of primary and waste activated sludge. Resour Conserv Recy. Tunisia, 2010.

CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA J. M. **Influence of Different Pre-treatments on Anaerobically Digested Sludge Characteristics: Suitability for Final Disposal** - Water Air Soil Pollut- Spain. 2008.

CASSINI, S.T. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás.** Programa De Pesquisa Em Saneamento Básico (Brasil). Rio de Janeiro: ABES; São Paulo: RiMa, 2003. 196 p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA - UFMG, 2ª edição 2007. 380p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias ; v. 5)

DE LA RUBIA, M.A., PEREZ, M., ROMERO, L.I., SALES, D. **Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion.** Process Biochemistry. Vol. 41, p. 79–86, 2005.

FERRER, I.; VAZQUEZ, F.; FONT, X. **Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: Process stability and efficiency at decreasing sludge retention time,** Bioresour. Technol. 101 (9) (2010), pp. 2972–2980.

FORSTER-CARNEIRO, T.; RIAU, V.; PÉREZ, M. **Mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge to obtain class B biosolids: microbiological methods development,** Biomass Bioenergy Cádiz, Spain. 34. pp. 1805–1812. 2010

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters,** 1ª ed., Wiley-Interscience (2003).

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** ABES, 5ª edição, Rio de Janeiro, 2009.

KAJITVICHYANUKUL, P.; ANANPATTARACHAI, J.; AMUDA, O.S.; ALADE A.O., HUNG, Y. T.; WANG, L.K. **Biosolids Land Disposal and Bioreactor Landfill.** In: Handbook of Environmental Engineering, Vol. 7, Humana Press Inc., Totowa, NJ, U.S.A. Chapter 8. 2008. pp. 415-442.

KHANAL, S.K. **Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and application.** 2008. 308p.

LEITE, V. D ; LOPES, W. S ; SOUZA, J. T ; BELLI FILHO, P. ; PINTO, R. O ; CASTILHOS JUNIOR, A. B. ; SOARES, H M. ; LIBÂNO, P. A. **C. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.** In: Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e uso de biogás. Paulo Belli Filho. (Org.). Rio de Janeiro. 2003.

LEITE, W. R. **Digestão anaeróbia de lodo de ETE sob condições mesofílicas.** 2011.No prelo.

LETTINGA, G. **Anaerobic digestion and wastewater treatment.** Antoine van Leeuwenboek, 67, 3-28p. 1995.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. **Brock Biology of Microorganisms.** 8th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996.

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J. B.; ESBENSEN, K. H.. **Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective.** Review Article Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 15, Issue 6, August 2011, Pages 3141-3155.

MALINA Jr. J. & POHLAND F.G. **Design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes.** Technomic Publishing Company, Pennsylvania. 1992.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. 2000. **Anaerobic digestion of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives.** Bioresource Technology, Barcelona, Spain.V.74, p.3–6. 2000.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** 4th Ed. New York: McGraw Hill, 1815p. 2003.

MITCHELL, R.; GU, J.-D. (eds.) **Environmental Microbiology** (2nd ed.). Hoboken, New Jersey: Wiley-Blackwell, 2010. 363 p.

MIZUNO, O. ; LI, Y.Y.; NOIKE, T. **The behavior of sulfate-reducing bacteria in acidogenic phase of anaerobic digestion,** Water Res. Osaka, Japan. V. 32, 5, pp. 1626–1634. 1997.

NGES, I. A.; LIU J. **Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions.** Renewable Energy, Lund, Sweden 35, 2200-2206. 2010.

PIRES, O. **Sistemas inteligentes para monitorização e controlo de processos integrados de tratamento biológico de efluentes**, Tese de Doutoramento em Engenharia Química e Biológica, Universidade do Minho. 2007.

RULKENS, W. **Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options.** Energy & Fuels, 22(1) 2008, 9-15.

SCHIEVANO, A.; D'IMPORZANO, G.; SALATI, S.; ADANI, F. **On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part I): an on-field methodology to determine mass, carbon and nutrients balance**, Biore-source Technology (2011).

SHAMMAS, N. K.; WANG, L. K. **Characteristics and Quantity of Biosolids.** In: WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; HUNG, Y. T. Handbook of Environmental Engineering, Vol. 6, Humana Press Inc., Totowa, NJ, U.S.A. Chapter 1. (2007). pp. 1-44.

SHAMMAS, N. K.; WANG, L. K.. **Transport and Pumping of Sewage Sludge and Biosolids.** In: WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; HUNG, Y. T. Handbook of Environmental Engineering, Vol. 7, Humana Press Inc., Totowa, NJ, U.S.A. Chapter 1. 2008. pp. 1-64.

TARICKSKA, J. R.; LONG, D. A.; CHEN, J. P.; HUNG, Y. T.; ZOU, S.W. **Anaerobic Digestion.** In: WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; HUNG, Y. T. Handbook of Environmental Engineering, Vol. 8, Humana Press Inc., Totowa, NJ, U.S.A. Chapter 2. 2009. pp. 589-634.

TSUTIYA, M. T. (Ed.) et al. **Biossólidos na agricultura.** São Paulo: SABESP, 2001. 468p. ISBN 8590082350.

TUROVSKIY I. S.; MATHAI P. K. **Wastewater sludge processing.** New York: Wiley. U.S. Environmental Protection Agency, Emerging Technologies for Biosolids Management, US EPA/832/R-06/005, Washington, DC (2006). 383 p.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency, **Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal**, EPA 625/1-79/011, Washington, DC, (1979).

USEPA – U.S. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule**. USEPA, Washington, DC. (1994)

USEPA- U.S. Environmental Protection Agency. **Emerging Technologies for Biosolids Management**, US EPA/832/R-06/005, Washington, DC, 2006.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. **Lodo de esgotos: características e produção**. In: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. pp. 17-67.

WALKER, M.; ZHANG, Y.; HEAVEN, S.; BANKS, C. **Potential errors in the quantitative evaluation of biogas production in anaerobic digestion processes** Hampshire. SO17 1BJ, UK (2009).

APÊNDICE A – BALANÇO DE MASSAS

